

Výsledky výzkumných projektů související se stanovením radonového indexu pozemku

3. Měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu

Vzhledem k tomu, že objemová aktivita radonu v půdním vzduchu se může podstatně měnit i na malých vzdálenostech, je hodnocení založené na výsledku jednoho měření téměř bezcenné. Původní verze jednotné metodiky pro klasifikaci radonového rizika základových půd (BARNET 1994) stanovuje minimální počet 15 měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu pro hodnocení stavební plochy pro výstavbu jednotlivého rodinného domu (MATOLÍN – PROKOP 1991). Podobně pro radonové průzkumy na větších plochách předepisuje měření v základní síti 10×10 m, pouze v některých speciálních případech v síti 20×20 m.

Tato část výzkumného úkolu se týkala statistického hodnocení naměřených hodnot objemové aktivity radonu v půdním vzduchu. Hlavním cílem bylo znovu prověřit požadavky týkající se minimální požadované velikosti datového souboru a základní sítě měřicích bodů.

3.1. VSTUPNÍ DATA

Pro statistické testování byla použita především archivní data společnosti RADON v.o.s., tj. analyzovaly se výsledky získané při běžných komerčních měřeních. V rámci projektu se uskutečnila pouze některá doplňující měření.

Detailní analýza se týkala třinácti větších datových souborů (s počtem měřicích bodů od 61 do 200). Data pocházejí z radonových průzkumů provedených na rozsáhlejších stavebních plochách v letech 1993 až 2000 v síti 10×10 m. Nejprve se spočetly základní statistické parametry pro 13 původních souborů dat.

Z každého základního souboru se potom vybralo několik podsouborů hodnot odpovídajících síti 20×20 m a statistická analýza se opakovala. Nakonec byly pro každý základní datový soubor testovány ještě dva podsoubory vybrané náhodně. Kromě toho bylo analyzováno dalších 30 menších datových souborů (s počtem měřicích bodů 18 nebo 25).

Tabulka 2. Výsledky statistického hodnocení

soubor	1591-96						
	celý soubor „ 10×10 m“	1. standardní výběr „ 20×20 “	2. standardní výběr „ 20×20 “	3. standardní výběr „ 20×20 “	4. standardní výběr „ 20×20 “	1. náhodný výběr	2. náhodný výběr
N	197	57	50	47	43	60	40
mean	7,9	7,2	7,4	7,4	9,8	7,4	7,6
mean ₁₀	6,3	6	5,9	6,2	7,6	6,1	6
median	5,2	5,1	5,1	5,3	5,4	5,1	5,1
Q ₂₅	8,5	8,3	7,8	7,6	10,4	8,5	8,4
sigma	7,5	5,8	7,2	6,3	10,5	6,5	7,2
sigma ₁₀	3	2,7	2,9	2,8	5	3,3	3,6
(Q ₂₅ - Q ₅)/2	2,3	2,2	2,1	1,8	3,2	2,6	2,5
minimum	1,1	1,1	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
maximum	58,5	27,7	38,3	33,4	58,5	30,4	30,4
sigma/mean	0,95	0,8	0,96	0,86	1,07	0,88	0,95
test normality	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne
95 %CI: mean	(6,8;8,9)	(5,7;8,8)	(5,4;9,5)	(5,5;9,2)	(6,6;13,0)	(5,8;9,1)	(5,3;9,9)
95 %CI: median	(5,0;5,7)	(4,3;6,0)	(4,4;6,0)	(4,7;6,6)	(5,0;7,4)	(4,1;5,6)	(3,8;5,6)
95 %CI: sigma	(6,8;8,3)	(4,9;7,1)	(6,0;8,9)	(5,3;8,0)	(8,7;13,3)	(5,5;8,0)	(5,9;9,2)
95 %CI: Q ₂₅	(6,9;10,9)	(6,0;11,2)	(6,0;12,7)	(6,5;14,3)	(7,3;21,5)	(5,6;12,3)	(5,3;17,9)

N = počet hodnot – rozsah datového souboru;

mean = aritmetický průměr;

mean₁₀ = useknutý aritmetický průměr (10 %);

Q₂₅ = první kvartil (25% percentil);

Q₇₅ = třetí kvartil (75% percentil);

sigma = výběrová směrodatná odchylka souboru;

sigma₁₀ = výběrová směrodatná odchylka souboru odpovídající useknutému průměru (10 %);

95 %CI = 95% interval spolehlivosti

3.2. STATISTICKÉ HODNOCENÍ

Větší datové soubory (příklad uveden v tab. 2) lze podle převažujícího typu distribuce rozdělit do několika skupin. Rozdělení některých datových souborů bylo možné dobře aproximovat log-normálním rozdělením, rozdělení jiných souborů bylo heterogenní, tj. neodpovídalo ani normálnímu, ani log-normálnímu modelu. Normální rozdělení bylo použitelné pouze v ojedinělých případech. Toto zjištění je v souladu se závěry předchozí studie (NEZNAL et al. 1994a): Ani normální ani log-normální rozdělení není univerzálně použitelné. Pro popis rozdělení hodnot objemové aktivity radonu v půdním vzduchu jsou vhodnější robustní neparametrické odhady jako medián nebo třetí kvartil.

Jedním z cílů výzkumu bylo posouzení shody hodnocení založeného na různých sítích měřicích bodů (10×10 m, nebo 20×20 m) a posouzení možnosti snížit minimální požadovaný počet měření. Hlavní problém spočívá v tom, že ze statistického hlediska je počet naměřených hodnot obvykle malý. Jakékoliv zmenšení rozsahu výběru vede k rozšíření příslušných intervalů spolehlivosti. Jinými slovy: Při malém počtu hodnot je šířka intervalů spolehlivosti ovlivňována více velikostí datového souboru než variabilitou dat.

Minimální velikost datového souboru, která zajišťuje přijatelnou relativní chybu směrodatné odchylky (10 %), je cca 50 hodnot za předpokladu normálního rozdělení dat. Pro log-normální distribuci je minimální velikost souboru pro tuto situaci ještě podstatně větší. Radonové průzkumy se obvykle provádějí na plochách o rozloze do 1 ha, měření na větších plochách je výjimečné. Při měření v síti 10×10 m odpovídá 1 ha 121 měřicích bodů, v síti 20×20 m je to jen 36 měřicích bodů. Tento počet již nestačí pro „korektní“ statistické hodnocení ani tehdy, je-li rozdělení hodnot normální.

Když se hodnotí datový soubor s větší variabilitou, vede přechod od sítě 10×10 m k síti 20×20 m k podstatnému rozšíření intervalů spolehlivosti pro medián a pro třetí kvartil (tab. 2). Hraniční hodnoty, které oddělují jednotlivé kategorie radonového rizika, jsou přitom např. pro vysoce propustné půdy 10 a 30 kBq $\cdot$ m⁻³. Interval spolehlivosti pro třetí kvartil by tak mohl pokrýt všechna tři pásma odpovídající třem různým kategoriím rizika.

V případě malých datových souborů (15 hodnot objemové aktivity radonu v půdním vzduchu odpovídajících stavební ploše pro jednotlivý rodinný dům) je korektnost statistického hodnocení vůbec diskutabilní.

Je možné konstatovat, že ze statistického hlediska nejsou důvody pro nahrazení základní používané sítě odběrových bodů 10×10 m sítí 20×20 m. Stejný závěr platí i pro snížení minimálního rozsahu datového souboru při hodnocení pozemku pro jednotlivý rodinný dům.

4. Odběr vzorků půdního vzduchu

Zařízení pro odběr vzorků půdního vzduchu, které se běžně používá v České republice, sestává z tenké duté ocelové tyče s volným hrotem. Sonda se zatluče do půdy do hloubky

0,8 m pod povrchem. Potom se do sondy vloží protahovací drát a poklepáním na horní konec drátu se volný hrot na dolním konci sondy posune o několik centimetrů. Tak vznikne u dolního konce sondy dutina. Vzorky půdního vzduchu se odebírají sáním např. pomocí velkoobjemové injekční stříkačky a převádějí do předem evakuovaných Lucasových komor (viz Fig. 3 v anglické verzi na str. 15). Podobný princip odběru vzorků půdního vzduchu popisuje i REIMER (1990).

Měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu, která byla provedena v předchozích letech (MATOLÍN et al. 2000, NEZNAL et al. 1994b, 1996a), naznačují závislost výsledků měření na hloubce odběru vzorků, na plynopropustnosti půdy, na rozměrech dutiny, z níž se vzorky půdního vzduchu odebírají, a na použité metodě odběru vzorků. V půdách s nízkou plynopropustností není odběr vzorků ve standardní geometrii často možný, je nutné zvětšit rozměry dutiny (tj. aktivního prostoru) v půdě.

4.1. GEOMETRIE AKTIVNÍHO PROSTORU

Ke studiu vztahu mezi objemovou aktivitou radonu v půdním vzduchu a měnící se geometrií aktivního prostoru byly využity čtyři testovací plochy charakterizované nízkou plynopropustností půdy, resp. vysokou půdní vlhkostí. Na každé testovací ploše se měření prováděla v devíti měřicích bodech; v každém z nich se odebíraly vzorky vzduchu z různých hloubek a s použitím různých rozměrů aktivního prostoru:

- hloubka odběru 60–62 cm, výška dutiny 2 cm, označeno jako „geometrie 60 cm (2 cm)“;
- hloubka odběru 80–82 cm, výška dutiny 2 cm, označeno jako „geometrie 80 cm (2 cm)“;
- hloubka odběru 80–85 cm, výška dutiny 5 cm, označeno jako „geometrie 80 cm (5 cm)“;
- hloubka odběru 80–90 cm, výška dutiny 10 cm, označeno jako „geometrie 80 cm (10 cm)“;
- hloubka odběru 70–90 cm, výška dutiny 20 cm, (sonda byla povytažena zpět k povrchu), označeno jako „geometrie 70–90 cm“;
- hloubka odběru 60–90 cm, výška dutiny 30 cm, označeno jako „geometrie 60–90 cm“;
- hloubka odběru 40–90 cm, výška dutiny 50 cm, označeno jako „geometrie 40–90 cm“.

4.2. TERÉNNÍ MĚŘENÍ

Výsledky zaznamenané na třech testovacích plochách (plocha Světlce, 20 km jv. od Prahy, skalní podklad ordovické břidlice, kvartérní pokryv sprašové hlíny; plocha Dubnice v severních Čechách, 20 km z. od Liberce, skalní podklad křídové slínovce a pískovce, pokryv deluviální a fluviální jílovitopísčité sedimenty; plocha Růžená v jižních Čechách, 90 km j. od Prahy, skalní podklad melanokratická žula, pokryv deluviofluviální sedimenty) byly podobné. Téměř stejné hodnoty objemové aktivity radonu v půdním vzduchu byly dosaženy s „geometrií 80 cm (2 cm)“, „geometrií 80 cm (5 cm)“, a „geometrií 80 cm (10 cm)“. Hodno-

ty objemové aktivity radonu ve vzorcích odebraných s použitím „geometrie 70–90 cm“ byly trochu nižší, ale ještě srovnatelné. Výsledky dosažené s použitím „geometrie 60–90 cm“ byly nižší a podobné jako výsledky pozorované v případě „geometrie 60 (2 cm)“; viz Fig. 4 v anglické verzi na str. 16. Na čtvrté testovací ploše Ptice (20 km z. od Prahy, podloží tvoří ordovické jílovité břidlice, kvartérní pokryv eolicko-deluviální jílovité hlíny), charakterizované homogenním vertikálním půdním profilem, nebyla pozorována téměř žádná závislost objemové aktivity radonu v půdním vzduchu na měnících se rozměrech aktivního prostoru (Fig. 5 v anglické verzi na str. 16).

4.3. VLIV ZMĚN GEOMETRIE DUTINY NA VÝSLEDKY MĚŘENÍ

Je možné konstatovat, že měřené hodnoty objemové aktivity radonu v půdním vzduchu nezávisí na měnící se geometrii dutiny ani v půdách s nízkou plynopropustností, pokud je půdní vrstva homogenní.

Pokles objemové aktivity radonu v půdním vzduchu s rostoucí velikostí aktivního prostoru (tj. při použití „geometrie 70–90 cm“, „geometrie 60–90 cm“ nebo „geometrie 40–90 cm“) indikuje nehomogenitu vertikálního půdního profilu a vyšší plynopropustnost půdy v povrchové vrstvě.

Perfektní těsnost všech částí odběrové aparatury je základem podmínkou bezchybného odběru vzorků půdního vzduchu v půdách s nízkou plynopropustností.

5. Stanovení plynopropustnosti půdy

Pro určení plynopropustnosti zemin je podle stávající metodiky stanovení radonového indexu pozemku možno využít přímá měření plynopropustnosti in situ nebo zrnitostní analýzu vzorků zemin (propustnost je odvozena z obsahu jemné frakce ve vzorku zeminy). Při odvození plynopropustnosti ze zrnitostního složení je závažným nedostatkem skutečnost, že tak nejsou zohledněny další významné parametry ovlivňující výslednou plynopropustnost (přírozená vlhkost, objemová hmotnost, efektivní pórovitost). V případě přímých měření plynopropustnosti jsou potom výsledky do značné míry ovlivněny parametry měřeného mikroprostoru. Nejčastěji používané přístroje pro přímá měření navíc neumožňují přesné stanovení plynopropustnosti v případě extrémně vysoké či naopak nízké plynopropustnosti (plynopropustnost kolísá v několika řádech). Ve stávající metodice navíc nejsou zahrnuta pravidla pro statistické hodnocení souboru hodnot plynopropustnosti (včetně požadovaného minimálního počtu měření), ani postupy hodnocení změn ve vertikálním profilu.

Pro zdokonalení metodiky jsme se zaměřili zvláště na výběr vhodných metod pro určení plynopropustnosti zemin a hornin a na plošné a časové změny plynopropustnosti a jejich vliv na výsledné stanovení radonového indexu. Podrobnější informace o výsledcích této části výzkumného projektu zabývající se stanovením plynopropustnosti zemin jsou obsaženy v práci NEZNALA a NEZNALA (2003).

5.1. SROVNÁNÍ JEDNOTLIVÝCH METOD STANOVENÍ PLYNOPROPUSTNOSTI, TERÉNNÍ MĚŘENÍ

Nejdříve bylo porovnáno stávající hodnocení plynopropustnosti s metodami používanými v zahraničí – rešerše zahraniční literatury (TANNER 1994), analýza dalších postupů – přímá měření pomocí jedné či více sond, varianty podtlakových či přetlakových systémů (DAMKJAER a KORSBECH 1992), šíření plynné látky v zemině (ASHER-BOLINDER et al. 1990), možnost přenosu tlakových změn pro stanovení plynopropustnosti (GARBESTI et al. 1993), odvození plynopropustnosti z dalších parametrů – propustnosti pro vodu (ROGERS a NIELSON 1991) či typu vegetace a vlhkosti (MORRIS a FRALEY 1994). Výhody a nevýhody jednotlivých stanovení, včetně ekonomické stránky, byly zohledněny při vývoji tří prototypů přístrojů pro stanovení plynopropustnosti.

Testování těchto prototypů a srovnání s používanými postupy potvrdilo omezené možnosti při přímém měření plynopropustnosti. Jelikož se během přípravy prototypů nepodařilo sestavit vhodnější přístroj, pro další měření byl k dispozici systém RADON JOK. Sledování plošných a časových variací bylo realizováno na dvou plochách s odlišnými geologickými poměry (plocha Světlá, 20 km jv. od Prahy, skalní podklad tvoří ordovické břidlice, pokryvné vrstvy sprašové hlíny; plocha Klánovice, ležící na východním okraji Prahy, podloží tvořeno křídovými pískovci, překrytými písky) každý měsíc během jednoho roku. Plynopropustnost byla měřena v patnácti bodech v hloubce 0,8 m pod povrchem terénu, tj. v téže úrovni, kde je odebírána půdní vzduch pro stanovení objemové aktivity radonu. Aby mohla být posuzována vzájemná korelace, byly dále sledovány i další parametry a jejich změny v ploše a čase (zvláště objemová aktivita radonu a přírozená vlhkost). Pro konečné hodnocení byly k dispozici i výsledky měření z ploch Kocanda a Lysá nad Labem (kap. 8.1.).

Pro srovnání přímého měření plynopropustnosti s plynopropustností odvozenou ze zrnitostního složení byla realizována měření na dalších 21 plochách. Srovnání bylo zaměřeno na celkové hodnocení plynopropustnosti vycházející z makroskopického popisu změn jednotlivých parametrů ve vertikálním profilu, na hodnocení založené na přímém měření plynopropustnosti a konečně na hodnocení plynopropustnosti odvozené ze zrnitostního složení a obsahu jemné frakce ve vzorcích zemin.

5.2. VÝSLEDKY TERÉNNÍCH MĚŘENÍ

Z pozorovaných časových závislostí vyplývá, že vysoké koeficienty korelace mezi jednotlivými parametry byly zjištěny na plochách s homogenním a vysoce plynopropustným prostředím. Naopak na plochách se střední či nízkou plynopropustností nebyla nalezena prakticky žádná korelace mezi objemovou aktivitou radonu v půdním vzduchu a plynopropustností, ani mezi plynopropustností a přírozenou vlhkostí či mezi dalšími parametry. Tento závěr byl dokonce potvrzen i na ploše s vysokou plynopropustností, kde byly svrchní horizonty poměrně vysoce saturovány vodou (Fig. 6 v anglické verzi na str. 18).

Při statistickém vyhodnocení souboru hodnot měřených plynopropustností je nutné uvážit, že jednotlivé hodnoty mohou být, zvláště v případě střední či nízké plynopropustnosti, ovlivněny parametry měřeného mikroprostoru. Vyhodnocení tak mohlo být zkresleno jak výskytem anomálních hodnot odpovídajících vysoké plynopropustnosti, tak na druhé straně i „nepřesnými“ hodnotami pod dolní hranicí měřitelnosti v případě extrémně nízké plynopropustnosti. Pro hodnocení plynopropustnosti na základě přímých měření by tak měl být vyžadován poměrně rozsáhlý soubor přímých měření.

Při srovnání různých způsobů stanovení plynopropustnosti na 21 plochách bylo zjištěno, že u naprosté většiny ploch odpovídá celkové hodnocení plynopropustnosti vycházející z makroskopického popisu změn jednotlivých parametrů ve vertikálním profilu a hodnocení založené na přímém měření plynopropustnosti, částečně potom i hodnocení plynopropustnosti odvozené ze zrnitostního složení. Pokud je hodnocení na základě zrnitostní analýzy odlišné, „podcenění“ plynopropustnosti a tedy nižší plynopropustnost vycházející ze zrnitostního složení je zpravidla způsobena nižší přirozenou vlhkostí či výskytem mikro a makrotrhlin. Naopak nadhodnocení plynopropustnosti je možné např. u jemnozrnných písků s vysokou přirozenou vlhkostí.

5.3. HODNOCENÍ PLYNOPROPUSTNOSTI

Pro stanovení plynopropustnosti je v rámci novelizovaného znění metodiky doporučeno uvážit dva postupy, přímé měření plynopropustnosti zemin in situ na základě rozsáhlého souboru měření či tzv. odborné posouzení plynopropustnosti zemin.

Přímé měření plynopropustnosti zemin by mělo být prováděno v hloubce 0,8 m pod povrchem terénu. Doporučený postup měření odpovídá přístrojům pracujícím na principu měření průtoku vzduchu při jeho vysávání ze zeminy nebo při jeho vtlačení do zeminy za použití stálého tlakového rozdílu.

V případě přímého měření plynopropustnosti jsou požadavky na minimální počet měřících bodů stejné jako u měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu, tj. minimálně 15 měřících bodů u jednotlivého objektu (pozemky $\leq 800 \text{ m}^2$), a měření v síti $10 \times 10 \text{ m}$ u větších ploch (pozemky $> 800 \text{ m}^2$). Rozhodujícím parametrem pro stanovení radonového indexu pozemku je třetí kvartil datového souboru, který snižuje vliv ojedinělých vysokých hodnot plynopropustnosti.

V případě přímého měření plynopropustnosti zemin není pro stanovení radonového indexu pozemku nutný popis zemin ve vertikálním profilu, ale posuzovatel odpovědný za hodnocení musí posoudit lokální anomálie plynopropustnosti a plošnou variabilitu dat.

Odborné posouzení plynopropustnosti je využíváno, pokud není plynopropustnost zemin měřena přímo ve všech shodných odběrových bodech, kde je stanovena objemová aktivita radonu v půdním vzduchu. Odborné posouzení, kdy je výsledkem zařazení do jedné ze tří kategorií propustnosti (klasifikace nízká – střední – vysoká), je

založeno na popisu zemin ve vertikálním profilu do hloubky min. 1,0 m a je doplněno alespoň jednou z následujících metod:

- (a) Makroskopický popis vzorků odebraných z hloubky 0,8 m včetně klasifikace plynopropustnosti (nízká – střední – vysoká). Při této klasifikaci se využívá odhadu obsahu jemné frakce „f“ ($< 0,063 \text{ mm}$) v zeminách a horninách.
- (b) Subjektivní hodnocení odporu sání při odběru vzorků půdního vzduchu ve všech odběrových bodech včetně odhadu převažující klasifikace plynopropustnosti (nízká – střední – vysoká).

Během odborného posouzení plynopropustnosti zemin, které vychází z odborného, ale subjektivního hodnocení erudovaným zpracovatelem posudku, je nutné popsat a uvážit změny parametrů ve vertikálním profilu od povrchu terénu do úrovně předpokládaného zakládání stavby, resp. do úrovně předpokládaného kontaktu budovy a podloží.

6. Rychlost plošné exhalace radonu z povrchu půdy

Podrobná analýza výsledků měření, stejně jako další informace o měření rychlosti plošné exhalace radonu z povrchu půdy v rámci výzkumného úkolu jsou obsaženy v práci NEZNALA a NEZNALA (2002).

Jednotný postup, který se v České republice používá pro stanovení radonového rizika základových půd, je založen na měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a na určení plynopropustnosti půdy. Vzorky půdního vzduchu se odebírají z hloubky 0,8 m pod povrchem. V některých speciálních případech – když je tloušťka pokryvu velmi malá a skalní podklad vystupuje mělce k povrchu terénu, nebo při saturaci odběrového horizontu vodou – je odběr vzorků půdního vzduchu komplikovaný nebo téměř nemožný. Nabízí se otázka: Nebylo by možné nahradit objemovou aktivitu radonu v půdním vzduchu jiným parametrem?

Rychlost plošné exhalace radonu je parametr, který umožňuje popsat radonový potenciál půdy nebo radonový potenciál odpadových materiálů kontaminovaných přírodními radionuklidy. Existují různé metody pro měření rychlosti plošné exhalace – např. metoda využívající jednoduchý akumulátor (HINTON 1985, ANĐEL et al. 1994, NEZNAL et al. 1996b, MERTA a BURIAN 2000). Na druhé straně je známa alespoň jedna vážná nevýhoda spojená s měřením tohoto parametru: Protože stav zemského povrchu výrazně ovlivňuje měnící se počasí, lze očekávat velkou časovou proměnlivost výsledků měření rychlosti plošné exhalace na daném místě.

6.1. METODA VYUŽÍVAJÍCÍ JEDNODUCHÝ AKUMULÁTOR

Stanovení rychlosti plošné exhalace radonu metodou jednoduchého akumulátoru je založeno na měření rostoucí objemové aktivity radonu pod válcovým poklopem, přilo-

ženým na měřený povrch. Při terénních měřeních byl použit válcový poklop se základnou o ploše $0,08 \text{ m}^2$, vysoký $0,2 \text{ m}$. Jedno stanovení rychlosti plošné exhalace radonu vycházelo z měření nárůstu objemové aktivity radonu ve čtyřech vzorcích vzduchu odebraných z akumulátoru v pravidelných 40- nebo 60minutových intervalech. V rámci výzkumu byly stanovovány i další parametry. Vzorky půdního vzduchu na měření objemové aktivity radonu se odebíraly z hloubky $0,8 \text{ m}$. K přímým měřením plynopropustnosti in situ byl použit přístroj RADON JOK, který pracuje na principu vysávání plynu ze zeminového prostředí pod stálým, přesně nastavitelným tlakovým rozdílem. Půdní vlhkost se stanovovala vážením původních a vysušených vzorků půdy. K měření časových změn půdní vlhkosti byla použita nepřímá metoda založená na měření relativní dielektrické konstanty zemin.

6.2. TESTOVACÍ PLOCHY

Většina terénních měření proběhla na čtyřech testovacích plochách charakterizovaných odlišnými geologickými podmínkami (plocha Dubnice v severních Čechách, 20 km z. od Liberce, skalní podklad tvoří křídové jílovce a pískovce, překryté jílovitými písky a písčitými jíly; plocha Stráž, ležící v severních Čechách v sousedství města Stráž pod Ralskem v areálu odkaliště Chemické úpravy uranové rudy; plocha Růžená v jižních Čechách, 90 km j. od Prahy, skalní podloží tvoří melanokratická žula, vystupující mělce k povrchu terénu; plocha Žibřidice v severních Čechách, 18 km z. od Liberce, podloží reprezentují křídové pískovce, překryté jílovitými a písčitými náplavy). V jednom dni měření se stanovovala rychlost plošné exhalace radonu, plynopropustnost půdy a objemová aktivita radonu v půdním vzduchu v deseti různých měřicích bodech. Vlhkost půdy se stanovovala v šesti sondách v různých hloubkách pod povrchem země. Časové změny všech uvedených parametrů se sledovaly od léta 2000 do léta 2001. Měření se opakovala každý druhý měsíc, tj. celkem sedmkrát na každé ploše.

Na testovacích plochách Dubnice a Stráž byly testovány dva různé způsoby uložení akumulátoru na měřený povrch: (a) poklop přiložený na neporušený povrch půdy a utěsněný po obvodu jílem nebo jílovitým pískem (tento způsob je dále označen jako „povrch“); (b) svrchní vrstva půdy byla odstraněna a poklop byl uložen se základnou zhruba 10 cm pod povrchem země (dále označeno jako „ -10 cm “).

V září 2001 se uskutečnila doplňující měření rychlosti plošné exhalace radonu, plynopropustnosti půdy a objemové aktivity radonu v půdním vzduchu na další testovací ploše Zdiměřice (situované asi 5 km jv. od okraje Prahy, podloží tvoří proterozoické břidlice, svrchní horizonty jíly), vybrané pro extrémně nízkou plynopropustnost půdy a saturaci vrchních vrstev půdy vodou.

6.3. POUŽITELNOST METODY

Podrobný přehled a analýza výsledků jsou obsaženy v práci NEZNALA a NEZNALA (2002). Plošná proměnlivost

rychlosti plošné exhalace radonu byla srovnatelná nebo mírně vyšší než plošná variabilita objemové aktivity radonu v půdním vzduchu. Větší proměnlivost byla pozorována tehdy, pokud měření probíhalo za extrémních meteorologických podmínek – když byl půdní povrch zmrzlý nebo zaplavený vodou, nebo za silného větru.

Časová variabilita rychlosti plošné exhalace radonu byla významně vyšší než časová variabilita objemové aktivity radonu v půdním vzduchu (ve vzorcích odebíraných z hloubky $0,8 \text{ m}$ pod povrchem). Na dvou testovacích plochách se testovaly dva různé způsoby uložení akumulátoru na měřený povrch („povrch“ a „ -10 cm “). Oproti očekávání se nepotvrdilo, že by druhý způsob byl méně citlivý na změny meteorologických podmínek. Časová proměnlivost naměřených hodnot byla u obou metod podobná.

Závislost mezi rychlostí plošné exhalace radonu z povrchu půdy a objemovou aktivitou radonu v půdním vzduchu, stejně jako závislost mezi rychlostí plošné exhalace radonu a vlhkostí půdy byla obecně velmi slabá. Tento závěr platí i pro půdní vlhkost v hloubce $0,1 \text{ m}$ pod povrchem.

Je možné konstatovat, že měřené hodnoty rychlosti plošné exhalace radonu jsou silně ovlivňovány podmínkami na povrchu půdy. Výrazně nižší hodnoty byly pozorovány v době, kdy byl povrch země zmrzlý nebo pokrytý vodou. Na testovací ploše Růžená došlo k poklesu rychlosti plošné exhalace radonu po ztuhnutí povrchových vrstev půdy při těžbě dřeva.

Doplňující měření na testovací ploše Zdiměřice ukázalo, že použití rychlosti plošné exhalace radonu ke stanovení radonového potenciálu na místech s nízkou plynopropustností a saturovaných vodou není vhodné. Za těchto podmínek jsou měřené hodnoty rychlosti plošné exhalace radonu velmi nízké, i když hodnoty objemové aktivity radonu v půdním vzduchu indikují vysoký radonový potenciál.

Z uvedených důvodů není možné doporučit měření rychlosti plošné exhalace radonu z povrchu půdy jako standardní doplňkovou metodu pro stanovení radonového rizika základových půd.

7. Okamžité, kontinuální a integrální měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu

Hodnocení radonového indexu pozemku je založeno na stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu. Převážně používané postupy jsou založeny na okamžitém (časově náhodném) odběru vzorku půdního vzduchu a následném měření nejčastěji pomocí Lucasových komor. Tato část výzkumného projektu byla zaměřena na posouzení teplotní stability přístrojů s Lucasovými komorami a srovnání výsledků okamžitých měření radonu s terénním měřením kontinuálním a integrálním.

7.1. LABORATORNÍ TESTY A TERÉNNÍ SROVNÁVACÍ MĚŘENÍ

Po zpracování rešerše odborné literatury k vlivu teplot na scintilační detektory radonu byly provedeny laboratorní testy vlivu teplot na výsledky měření. Opakovaně se stanovovala odezva přístrojů s Lucasovými komorami na kontrolní zdroj záření alfa při teplotách v mezích od -6 do $+35$ °C. Dalším krokem bylo terénní srovnávací měření. Sledovaly se krátkodobé změny objemové aktivity radonu v půdním vzduchu s použitím různých měřicích metod – okamžitá měření (Lucasovy komory), kontinuální monitory objemové aktivity radonu, integrální stopové detektory.

Podrobný popis měřicí techniky a výsledky srovnávacích měření jsou obsahem článku NEZNALA et al. (2004).

7.2. VYHODNOCENÍ VÝSLEDKŮ

Laboratorní testy přístrojů s Lucasovými komorami potvrdily závislost odezvy přístrojů na teplotě, zejména v případě, není-li nastavení pracovního napětí fotonásobiče scintilačního počítače optimální ve středu platy pracovní charakteristiky. Terénní srovnávací měření radonu v půdním vzduchu indikovala časové změny menšího rozsahu, jejichž časový průběh nebyl u různých metod stejného trendu. Příklad je uveden v obr. 7 (Fig. 7 v anglické verzi na str. 21).

Podstatná část pozorovaných časových změn je pravděpodobně způsobena chybami a fluktuacemi samotných měřicích metod a neodráží skutečné časové variace měřené veličiny.

Pokud měření neprobíhá za extrémních meteorologických podmínek, jsou všechny testované metody pro stanovení radonového indexu obecně použitelné. Významnou nevýhodou kontinuálních a integrálních metod je ovšem jejich podstatně vyšší cena.

8. Posouzení vlivu dalších parametrů půdy na stanovení radonového indexu

Stávající metodika stanovení radonového indexu pozemku je založena na měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a na určení plynopropustnosti zemin a hornin. Plynopropustnost je tak jedním ze dvou rozhodujících parametrů pro konečné stanovení radonového indexu.

V některých případech je ovšem určení výsledné plynopropustnosti velmi těžké, např. v případě velkých změn plynopropustnosti v horizontálním směru (BALL et al. 1981, TANNER 1991). Z těchto důvodů bylo náplní dílčího úkolu zvážit, zda není k dispozici jiný parametr než plynopropustnost, který by mohl lépe popsat radonový potenciál území. Zaměřili jsme se na porovnání výhod a nevýhod jednotlivých parametrů zemin (přírozenou vlhkost, stupeň saturace, efektivní pórovitost, pórovitost, objemovou hmotnost a suchou objemovou hmotnost) pro stanovení radonového indexu pozemku, s ohledem na plošné a časové variace těchto parametrů, včetně dostupnosti měřicích metod a přístrojového vybavení.

8.1. VYBRANÉ PARAMETRY

Pro porovnání výhod a nevýhod spojených s jednotlivými zmíněnými parametry byla provedena měření na dvou testovacích plochách s homogenním, ale odlišným vertikálním profilem (plocha Lysá nad Labem, situována na v. okraji města Lysá nad Labem 40 km v. od Prahy, skalní podklad tvoří křídové sedimenty, kvartérní pokryv fluvialní písky; plocha Kocanda, ležící 50 km v. od Prahy, podloží tvoří proterozoická pararula, kvartérní pokryv spraš a sprašová hlína). Zásadní úkol představoval výběr parametrů a postupů jejich stanovení. Jelikož byly sledované parametry uvažovány pro rutinní komerční měření, byly zároveň posuzovány i ekonomické souvislosti jejich stanovení a při vlastním sledování jsme se zaměřili na polní metody. Pro měření byly vybrány následující parametry: plynopropustnost, přírozená vlhkost, pórovitost, stupeň saturace, objemová a měrná hmotnost zemin. Tyto parametry, stejně jako objemová aktivita radonu v půdním vzduchu, byly zjišťovány každý měsíc během jednoho roku, zpravidla v patnácti odběrových bodech v různých hloubkách pod povrchem terénu. Pro výsledné posouzení byla dále k dispozici i vybraná data z měření na plochách Klánovice a Světlá (kap. 5.1.).

8.2. POUŽITELNOST JEDNOTLIVÝCH PARAMETRŮ

Poměrně dobrá korelace mezi jednotlivými parametry byla zjištěna na plochách s homogenním a vysoce plynopropustným prostředím. Koeficienty korelace mezi hodnotami mediánů na testovací ploše Lysá nad Labem (plocha s homogenními svrchními vrstvami, charakteristická poměrně nízkými hodnotami objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a vysokou plynopropustností) byly následující:

$$\begin{array}{ll} c_{Ra}(0,8\text{ m})/c_{Ra}(0,4\text{ m}) = 0,92 & k(0,8\text{ m})/k(0,4\text{ m}) = 0,83 \\ c_{Ra}(0,8\text{ m})/k(0,8\text{ m}) = -0,68 & c_{Ra}(0,4\text{ m})/k(0,4\text{ m}) = -0,60 \\ c_{Ra}(0,8\text{ m})/w(0,1\text{ m}) = 0,70 & k(0,8\text{ m})/w(0,1\text{ m}) = -0,52 \\ c_{Ra}(0,8\text{ m})/w(0,25\text{ m}) = 0,88 & k(0,8\text{ m})/w(0,25\text{ m}) = -0,66 \end{array}$$

Pozn.: Hodnoty v závorce označují hloubku pod povrchem terénu; c_{Ra} je objemová aktivita radonu v půdním vzduchu, k je plynopropustnost, w je přírozená vlhkost.

Naopak na plochách se střední či nízkou plynopropustností nebyla nalezena prakticky žádná korelace mezi objemovou aktivitou radonu v půdním vzduchu a plynopropustností, ani mezi plynopropustností a přírozenou vlhkostí či mezi dalšími parametry. Tento případ ilustruje i obr. 8 (Fig. 8 v anglické verzi na str. 23) – testovací plocha Kocanda. Ačkoli vykazuje poměrně homogenní svrchní horizonty, při posuzování vzájemných vztahů mezi parametry se projevila velká plošná variabilita i změny ve vertikálním směru. Nešlo přitom pouze o plynopropustnost, kdy byly hodnoty podstatně ovlivněny dílčími změnami v charakteru zeminy. Obdobné závěry byly zaznamenány i na ploše s vysokou plynopropustností, kde byly svrchní horizonty poměrně vysoce saturovány vodou (testovací plocha Klánovice).

Zmíněné roční sledování bylo doplněno opakovaným měřením objemové aktivity radonu a plynopropustnosti na ploše Prosek v Praze 9 s podstatně změněnými povrchovými vrstvami (před a po strojovém zhutnění a vápenné stabilizaci, svrchní horizonty tvoří spraše, překrývající křídové pískovce). Nižší hodnoty objemové aktivity radonu v půdním vzduchu odpovídající vyšší plynopropustnosti před těmito úpravami a vyšší hodnoty objemové aktivity radonu odpovídající nižší plynopropustnosti po těchto úpravách vyústily ve stejné hodnocení radonového potenciálu území.

Pro novelizované znění metodiky je doporučeno hodnotit co možná nejvíce parametrů a jejich změny ve vertikálním profilu od povrchu terénu do úrovně předpokládaného zakládání stavby, resp. do úrovně předpokládaného kontaktu budovy a podloží. Je nutné co nejlépe makroskopicky popsat následující parametry: plynopropustnost, zrnitostní složení, přirozenou vlhkost, stupeň saturace, efektivní pórovitost, pórovitost, objemovou hmotnost v přirozeném uložení a suchou objemovou hmotnost, zhutnění, mocnost kvartérního pokryvu, charakter zvětrání svrchních horizontů skalního podkladu a změny povrchu terénu vyvolané antropogenní činností.

9. Radon availability

Pro klasifikaci radonového rizika základových půd se používají dva hlavní parametry – objemová aktivita radonu v půdním vzduchu a plynopropustnost půd. Podle původní jednotné metody, která se používá v České republice (BARNET 1994), je hodnocení semikvantitativní (viz tab. 1). Klasifikace plynopropustnosti je založena na popisu vertikálního profilu. Pokud jde o objemovou aktivitu radonu v půdním vzduchu, za rozhodující hodnotu se považuje třetí kvartil souboru naměřených hodnot.

Pro praktickou použitelnost výsledků radonového průzkumu – výběr optimální stavební technologie – se jeví užitečným definovat jediný parametr pro popis radonového potenciálu základových půd. V zahraniční literatuře se převážně nazývá *radon availability*, pro vybraný model využitý v metodice byl zvolen překlad *radonový potenciál*. Tento parametr by měl umožnit přesnější posouzení radonového rizika zejména v hraničních případech, kdy se naměřené hodnoty blíží mezím, které oddělují jednotlivé kategorie rizika. Předmětem výzkumu bylo studium a testování různých přístupů a modelů radon availability.

9.1. TESTOVANÉ MODEL Y

Po zpracování přehledu dostupné literatury se podrobněji zkoumalo pět různých modelů radon availability. Již na počátku se vyskytla řada problémů týkajících se zejména otázky, jak vůbec ověřovat shodu zcela rozdílných modelů (s proměnlivými požadavky na kvalitu vstupních dat, s rozdílnými výstupy apod.). Další potíže souvisely s tím, že měření plynopropustnosti půd není standardizováno a porovnávání dat získaných různými metodami je velmi problematické.

Nakonec byly ověřovány tři modely. Švýcarský přístup, původně navržený SURBECKEM et al. (1991) a později modifikovaný SURBECKEM a JOHNEREM (1999), je také založen na stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a plynopropustnosti půd. Radon availability se vyjadřuje jako $RA = c_{Rn} \cdot k$ nebo $RA = c_{Rn} \cdot (k)^{1/2}$, kde c_{Rn} je objemová aktivita radonu v půdním vzduchu, k plynopropustnost. Jiný postup, podobný českému, navrhli KEMSKI et al. (1996). Opět se měří objemová aktivita radonu a plynopropustnost, radon availability se vyjadřuje jako tzv. radonový index a nabývá hodnot od 0 do 6. Měřicí metody, stejně jako hranice oddělující kategorie radonového rizika (radonového indexu), jsou v porovnání s českou metodou poněkud odlišné. Poslední koncept radon availability (NEZNAL et al. 1995), který se testoval, je podrobně popsán v kapitole 2.5.1. (již pod názvem radonový potenciál).

Aby se snížily chyby způsobené chybějící standardizací měření plynopropustnosti, hraniční hodnoty plynopropustnosti byly ve všech modelech upraveny tak, aby byly srovnatelné s hraničními hodnotami používanými v České republice. Dvě verze všech výše zmíněných modelů (označené jako „Surbeck I“, „Surbeck II“, „Kemski I“, „Kemski II“, „Neznal I“ a „Neznal II“) se ověřovaly s použitím archivních dat společnosti RADON v.o.s. – hodnot objemové aktivity radonu a plynopropustnosti naměřených na 25 stavebních plochách. Verze „Surbeck I“ je prostý násobek objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a plynopropustnosti, verze „Surbeck II“ je založena na součinu objemové aktivity radonu a druhé odmocniny plynopropustnosti. Obě verze modelu „Kemski“ využívají stejné hraniční hodnoty objemové aktivity radonu oddělující kategorie radonového rizika ($10 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-3}$, $30 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-3}$, $100 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-3}$ a $500 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-3}$), ale odlišné hranice pro propustnost (verze „Kemski I“ – $4 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ a $4 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2$, verze Kemski II – $4 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$ a $4 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$). Model „Neznal I“ je definován vztahy:

$$\begin{aligned} -\log k &= 1/10 \cdot c_A - (1/10 + \log 1\text{E}-10) = 0,1 c_A + 9,9 \\ -\log k &= 1/35 \cdot c_A - (1/35 + \log 1\text{E}-10) = 0,0286 c_A + 9,971 \\ RA &= (-\log k - 10)/(c_A - 1), \end{aligned}$$

tedy směrnice přímek jsou dány hodnotami 1/10 a 1/35 a jejich průsečík odpovídá hodnotám $c_A = 1 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-3}$, resp. $k = 1\text{E}-10 \text{ m}^2$.

Konečně verze „Neznal II“ má rozšířený interval střední propustnosti a je určena rovnicemi:

$$\begin{aligned} -\log k &= 2/10 \cdot c_A - (2/10 + \log 2,524\text{E}-9) = 0,2 c_A + 8,398 \\ -\log k &= 2/35 \cdot c_A - (2/35 + \log 2,524\text{E}-9) = 0,0571 c_A + 8,540 \\ RA &= (-\log k - 8,598)/(c_A - 1), \end{aligned}$$

tedy směrnice přímek jsou dány hodnotami 2/10 a 2/35 a jejich průsečík odpovídá hodnotám $c_A = 1 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-3}$, resp. $k = 2,524\text{E}-9 \text{ m}^2$.

V případě objemové aktivity radonu se jako rozhodující parametry testovaly maximální hodnoty a hodnoty třetího kvartilu příslušných datových souborů. Pro plynopropustnost to byly hodnoty třetího kvartilu a mediánu. Výsledné hodnoty radonového indexu, stanovené s použitím různých modelů, se porovnávaly s hodnotami radonového indexu

Tabulka 3. Posouzení shody výsledného hodnocení radonového indexu podle testovaných modelů a podle stávající metodiky na 25 plochách

rozhodující parametry	Surbeck I		Surbeck II		Neznal I		Neznal II		Kemski I		Kemski II	
	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N
maximum c_{Rn} ; medián k	11	14	12	13	22	3	21	4	20	5	21	4
maximum c_{Rn} ; třetí kvartil k	11	14	13	12	18	7	22	3	20	5	21	4
třetí kvartil c_{Rn} ; medián k	9	16	14	11	18	7	21	4	21	4	24	1
třetí kvartil c_{Rn} ; třetí kvartil k	13	12	15	10	21	4	21	4	24	1	24	1

S = shoda, N = neshoda; c_{Rn} = objemová aktivita radonu; k = plynopropustnost

určenými podle původní jednotné metody. Základní srovnání testovaných modelů je uvedeno v obr. 9 (Fig. 9 v anglické verzi na str. 24). Ověřování se týkalo také reprodukovatelnosti hodnocení – pro tento účel byly použity výsledky opakovaných měření na několika testovacích plochách.

9.2. POROVNÁNÍ RŮZNÝCH PŘÍSTUPŮ

Shoda mezi výsledky hodnocení podle původní metody a s použitím modelů „Neznal“ a „Kemski“ byla podle očekávání dobrá, protože hranice oddělující jednotlivá pásma rizika jsou v těchto modelech podobné (viz tab. 3). Více odlišné bylo hodnocení podle Surbeckových modelů. Ve většině případů byly v nejlepší shodě výsledky pro třetí kvartil objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a pro třetí kvartil plynopropustnosti.

Rozporné výsledky hodnocení se týkaly zejména stavebních ploch charakterizovaných hraničními podmínkami. Obvykle je bylo možné vysvětlit rozdílnou klasifikací plynopropustnosti při použití různých metod (popis vertikálního profilu a měření in situ).

Reprodukovatelnost hodnocení byla relativně dobrá, bez ohledu na použitý model.

Na základě výsledků testů lze konstatovat, že všechny modely jsou obecně použitelné. Proměnlivé výsledky hodnocení byly způsobeny především rozdílnou klasifikací plynopropustnosti – na některých plochách byla plynopropustnost odvozená z popisu vertikálního profilu nižší než plynopropustnost měřená in situ.

Aby se zachovala kontinuita s původní metodikou, byl pro začlenění do novelizované metodiky doporučen model „Neznal I“. Model je zcela obecný a je možné ho různě modifikovat, např. definovat přechodová pásma mezi nízkým a středním a středním a vysokým radonovým indexem.

10. Vývoj referenčních ploch pro stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu

Srovnávací měření objemové aktivity radonu (^{222}Rn) v půdním vzduchu na referenčních plochách je prověřením jed-

notnosti a správnosti výsledků určení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu pro účely stanovení radonového indexu pozemků v České republice. Úspěšné srovnávací měření je pro organizace realizující stanovení radonového indexu pozemků v ČR jednou z podmínek pro získání povolení pro tuto činnost (zákon č. 18/1997 Sb. ve znění pozdějších úprav). Referenční plochy jsou vybrané přírodní plochy splňující požadavky rozdílné úrovně objemové aktivity radonu v půdním vzduchu, rovnoměrné distribuce radonu v mezích referenční plochy, vhodné mocnosti a plynopropustnosti zemin umožňujících odběry vzorků půdního vzduchu v hloubce 0,8 m, znalosti strukturně geologické situace a koncentrací K, U a Th v horninách, časových změn objemové aktivity radonu v zeminách, přístupnosti na referenční plochy pro vozidla a přístroje a jejich malé vzájemné vzdálenosti. Více informací o této části výzkumného projektu je obsaženo v práci MATOLÍN (2002).

10.1. REFERENČNÍ PLOCHY PRO SROVNÁVACÍ MĚŘENÍ OBJEMOVÉ AKTIVITY RADONU V PŮDNÍM VZDUCHU V ČESKÉ REPUBLICE

Při vyhledávání a výzkumu ploch byly použity metody měření radonu, gamaspektrometrie, geoelektrické metody, mělká seizmika, ruční vrty a analýza zemin a měření plynopropustnosti zemin.

Tři nové referenční plochy leží 60 km jz. od Prahy, v oblasti Milína, jsou na travnatých pozemcích, každá referenční plocha zahrnuje 15 stabilizovaných bodů v měřické síti 5 × 5 m.

Referenční plocha Cetyně leží 5 km jv. od Milína, podloží tvoří leukokratická biotitická ortorula jílovského pásma, která je pokrytá fluvialními kvartérními písčitymi hlínami a hlinitými písky. Střední hodnota mediánů objemové aktivity radonu v půdním vzduchu na ploše, stanovená z ročních opakovaných měření, je 31,6 kBq · m⁻³ a thoronu 44,7 kBq · m⁻³, koncentrace přírodních radionuklidů v zeminách je 1,2 % K, 2,0 ppm eU a 8,9 ppm eTh. Plynopropustnost je v jednotlivých bodech plochy nízká až vysoká.

Referenční plocha Bohostice leží 7 km jv. od Milína, podloží je tvořeno leukokratickou biotitickou ortorulou, kterou pokrývají kvartérní písčité hlíny a hlinité písky. Střední hodnota mediánů objemové aktivity radonu v půdním vzduchu na ploše je 51,8 kBq · m⁻³ a thoronu 39,7 kBq · m⁻³.

Tabulka 4. Charakteristiky testovacích referenčních ploch

parametr	referenční plocha		
	Cetyně	Bohostice	Buk
^{222}Rn , průměr mediánů/rok ($\text{kBq} \cdot \text{m}^{-3}$)	31,6	51,8	154,7
^{222}Rn , střední hodnota variačního koeficientu V	0,39	0,17	0,27
^{220}Rn , průměr mediánů/rok ($\text{kBq} \cdot \text{m}^{-3}$)	44,7	39,7	119,5
^{220}Rn , střední hodnota variačního koeficientu V	0,31	0,29	0,23
U (ppm eU)	2,0	2,3	3,6
Th (ppm eTh)	8,9	7,0	13,8
plynopropustnost	nízká, (střední), vysoká	(nízká), (střední), vysoká	vysoká
vlhkost – v hmotnostních % vody	16,8–24,4	15,1–21,5	9,7–14,8

Koncentrace přírodních radionuklidů v zeminách je 1,4 % K, 2,3 ppm eU, 7,0 ppm eTh. Plynopropustnost zemin je nízká až vysoká, odběry vzorků vzduchu jsou snadné.

Referenční plocha Buk leží 2 km ssv. od Milína, podloží tvoří středně zrnitý biotitický až amfibol-biotitický granodiorit (milínský typ) středočeského plutonu. Zeminy odpovídají eluviu granodioritu. Střední hodnota mediánů objemové aktivity radonu v půdním vzduchu na ploše je $154,7 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-3}$ a thoronu $119,5 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-3}$. Koncentrace přírodních radionuklidů v zeminách je 2,3 % K, 3,6 ppm eU a 13,8 ppm eTh. Plynopropustnost zemin je vysoká a odběry vzorků půdního vzduchu jsou snadné.

Základní parametry referenčních ploch jsou uvedeny v tabulce 4.

10.2. ČASOVÁ PROMĚNNOST PARAMETRŮ REFERENČNÍCH PLOCH

K posouzení charakteristik referenčních ploch a jejich časové proměnnosti byla v období jednoho roku 2000–2001 na stabilizovaných bodech referenčních ploch prováděna opakovaná měření objemové aktivity radonu, objemové aktivity thoronu, plynopropustnosti zemin in situ, vlhkosti zemin a teploty atmosférického vzduchu. Vlhkost zemin byla též stanovena laboratorně. Výsledky opakovaných měření vymezily rozsah změn sledovaných parametrů během klimatického roku.

10.3. TESTY SPOLEHLIVOSTI STANOVENÍ OBJEMOVÉ AKTIVITY RADONU V PŮDNÍM VZDUCHU

Testy spolehlivosti výsledků měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu jsou založeny na srovnání výsledků testované organizace s výsledky správce referenčních ploch a dalších organizací v den měření a se souborem dat všech předcházejících měření na referenčních plochách. Organizace ověřující si správnost hodnot stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu změří a stanoví vlastním postupem a přístrojem hodnoty u patnácti stabilizovaných bodů měřické sítě na každé referenční ploše. Výsledky vyjádřené v $\text{kBq} \cdot \text{m}^{-3}$ radonu (^{222}Rn) se testují

počítačovým programem TestMOAR, sestaveným M. Bartoněm, pracovníkem oddělení Aplikované matematiky a výpočetní techniky PŘF UK v Praze, za užití statistických metod. Data jsou podrobena třem dílčím testům.

Test 1 je založen na výpočtu rozdílů hodnot objemové aktivity radonu na jednotlivých bodech ($N = 15$) referenční plochy a mediánu odpovídajících hodnot uvedených správcem a dalšími organizacemi ve skupině v den měření. Test 1 je použit pro úroveň spolehlivosti $\alpha = 1\%$.

Test 2 určuje těsnost lineární regrese $y = \alpha + bx$ a její parametry mezi objemovými aktivitami radonu v půdním vzduchu všech bodů tří referenčních ploch ($N = 3 \times 15 = 45$), uvedenými testovanou organizací (y), a mediány (x) hodnot pro odpovídající body uvedenými správcem a organizacemi měřícími ve skupině. Test 2 je použit pro úroveň spolehlivosti $\alpha = 1\%$.

Test 3 stanoví aritmetické průměry objemové aktivity radonu v půdním vzduchu uvedené testovanou organizací pro jednotlivé referenční plochy a normuje je ve dvou krocích: k odpovídajícím středním hodnotám na ploše z měření správce a v druhém kroku ke střední hodnotě této normované veličiny stanovené ze souboru dat všech předcházejících měření organizací na referenční ploše. Ideální hodnota výsledné normované veličiny je rovna 1, přípustné odchylky jsou v mezích 0,7–1,3. Test je proveden pro měření na každé referenční ploše, hodnocení se řídí sumarizací jednotlivých výsledků na plochách.

Výsledný protokol uvádí vypočtené numerické údaje a kritické hodnoty jednotlivých testů. Nové radonové referenční plochy (MATOLÍN et al. 2001), dostupné od roku 2000, jsou významné pro hodnocení údajů o radonu v horninách v rámci výzkumů v geovědách, jsou zásadní při stanovení radonového rizika stavebních pozemků a přispívají k projektu globální standardizace údajů o radionuklidech v horninách (IAEA, in print).

11. Ověření metodiky pro mapování radonového rizika

Podle původní metodiky (BARNET 1994) byla prováděna také měření na testovacích plochách pro mapování. Tyto údaje jsou využívány při tvorbě map radonového indexu

geologického podloží v měřítku 1 : 50 000, které jsou určeny pro ekonomické a cílené vyhledávání objektů s překročenými hodnotami objemové aktivity radonu ve vnitřním prostředí (BARNET et al. 2003).

Po vytvoření nové metodiky stanovení radonového indexu pozemku bylo nutné posoudit, zda je vhodná i pro tento účel. Zároveň byla provedena i analýza spolehlivosti a vypovídací schopnosti těchto map.

11.1. OVĚŘENÍ MOŽNOSTI VYUŽITÍ NOVĚ UPRAVENÉ METODIKY PRO ÚČELY MAPOVÁNÍ

Při tvorbě map radonového rizika se v současnosti využívají různé postupy (APPLETON a MILES 2002, KEMSKI et al. 2002). Mapy sestavené a publikované Českou geologickou službou od roku 1999 v tištěné formě nebo na CD nosiči využívají data z vlastních měření nebo data Asociace radonového rizika. Do konce roku 2003 bylo vytvořeno 154 mapových listů z celkového počtu 214 listů. Konstrukce map radonového rizika – indexu – je založena na využití vektorizovaných geologických map 1 : 50 000, publikovaných ČGS. Podrobný postup sestavování map je obsažen v příspěvku MIKŠOVÉ a BARNETA (2002). Kategorie radonového rizika – indexu – je pro jednotlivé horninové typy určena měřením objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a propustnosti na testovacích plochách. Na každém mapovém listě bylo zvoleno nejméně 20 měřených ploch v různých geologických jednotkách, na každé této ploše bylo změřeno 15 bodů. V současné době jsou v jednotné bázi data z přibližně 9000 testovacích ploch. V mapách je použito čtyřstupňové dělení kategorií radonového indexu (nízká, přechodná, střední, vysoká).

Při mapování se tak vychází ze základní jednotky – jednoho dokumentačního bodu, který zahrnuje výsledky měření na jedné testovací ploše s patnácti odběrovými body sítě. Rozdíly v nově navrhované metodice oproti metodice stávající jsou pro účely mapování minimální, neboť velikost minimálního odběrového souboru i rozhodující statistické parametry souboru hodnot zůstávají stejné. Při hodnocení testovacích ploch se hodnotí radonový potenciál (radonový index pozemku) a problematika spojená se stavebním indexem se možnosti využití metodiky pro mapování tudíž nedotýká. Je proto zřejmé, že nově navrhovanou metodiku bude pro mapování možné využít. Je přitom zajištěna návaznost jak zpracovávaných mapových listů na předešlé, tak i souborů dat obsažených v radonové databázi.

11.2. ANALÝZA SPOLEHLIVOSTI A VYPOVÍDACÍ SCHOPNOSTI PROGNÓZNÍCH MAP RADONOVÉHO INDEXU 1 : 50 000

Vypovídací schopnost map a jejich spolehlivost byly analyzovány srovnáním údajů z detailních radonových průzkumů s údaji odpovídající prognózní mapy radonového indexu geologického podloží. Pro srovnání byly vybrány následující případy:

- a) Území, kde jsou zastiženy všechny kategorie radonového indexu, s rozsáhlým zastoupením vyšších kategorií radonového indexu (mapa 13-31 Říčany 1 : 50 000). V tomto případě bylo celkem porovnáno hodnocení 37 náhodně vybraných ploch. Spolehlivost mapy odpovídala 62,2 % za předpokladu, že v případě tzv. přechodné kategorie v mapě souhlasí výsledky detailního průzkumu – nízký radonový index i střední radonový index. Rozdíl mezi výsledky detailních průzkumů a předpokládanou kategorií radonového indexu byl dán lokálními geologickými poměry, zejména výskytem pokryvných kvartérních vrstev.
- b) Území, kde je v co největším rozsahu zastižena kategorie nízkého radonového indexu, resp. kategorie přechodná (mapa 02-44 Štětí 1 : 50 000). V tomto případě bylo posuzováno 19 cíleně vybraných ploch podle morfologie terénu a dalších faktorů, kde byl předpokládán výskyt odlišné kategorie indexu. Toto odlišné zařazení bylo skutečně dokumentováno ve většině případů, a bylo tak potvrzeno, že výskyt dostatečně velkých ploch „spolehlivě“ zařazených do kategorie nízkého radonového indexu je úzce svázán s homogenitou geologických poměrů, která nemůže být dostatečně vymezena a popsána v geologických mapách 1 : 50 000.
- c) Území, kde byl srovnáván význam lokálních a regionálních geologických údajů při stanovení radonového indexu (mapa 12-41 Beroun 1 : 50 000, plocha Chaby). Na této ploše o velikosti 16 ha bylo v souvislé síti 10 × 10 m změřeno 1689 odběrových bodů. Zjištěné rozdíly mezi údaji odečtenými z mapy a zjištěnými detailním měřením byly podstatné. Distribuce radonu v ploše byla značně ovlivněna a podmíněna změnami v geologických poměrech. Tyto změny mohly být detailně popsány a „mapovány“ až podrobným inženýrskogeologickým průzkumem, nemohou tak být postiženy v dostatečném rozsahu na geologické mapě 1 : 50 000.
- d) Území, kde byl předpokládán výskyt homogenních geologických poměrů a tedy i shodný radonový index pozemku (mapa 12-22 Mělník 1 : 50 000, plocha Kly). Podle mapových údajů jde o prostředí vysoce propustné pro radon s předpokládaným přechodným radonovým indexem. Na ploše bylo provedeno celkem 150 bodových odběrů půdního vzduchu v síti 10 × 10 m, celé území bylo zařazeno do nízkého radonového indexu. Při dostatečných informacích o lokálních geologických poměrech by tudíž bylo možné vytipovat území, kde lze očekávat shodný, homogenní radonový potenciál území.

Nová metodika je zcela využitelná při hodnocení měření na vybraných plochách pro tvorbu prognózních map radonového indexu.

Analýza spolehlivosti těchto map zároveň dala odpověď na otázku, zda nelze vytvořit prognózní mapy s vysokou mírou spolehlivosti využitelné přímo pro odečtení kategorie radonového indexu pozemků. Potvrdilo se, že rozdíly v lokální a regionální geologické stavbě a rovněž rozdíly v jednotlivých litologických jednotkách v rámci celého území ČR jsou natolik podstatné, že zpochybňují možnost efektivně vytvořit prognózní mapy spolehlivé pro vyčlenění území s daným radonovým indexem pro účely nové vý-

Tabulka 4. Charakteristiky testovacích referenčních ploch

parametr	referenční plocha		
	Cetyně	Bohostice	Buk
^{222}Rn , průměr mediánů/rok ($\text{kBq} \cdot \text{m}^{-3}$)	31,6	51,8	154,7
^{222}Rn , střední hodnota variačního koeficientu V	0,39	0,17	0,27
^{220}Rn , průměr mediánů/rok ($\text{kBq} \cdot \text{m}^{-3}$)	44,7	39,7	119,5
^{220}Rn , střední hodnota variačního koeficientu V	0,31	0,29	0,23
U (ppm eU)	2,0	2,3	3,6
Th (ppm eTh)	8,9	7,0	13,8
plynopropustnost	nízká, (střední), vysoká	(nízká), (střední), vysoká	vysoká
vlhkost – v hmotnostních % vody	16,8–24,4	15,1–21,5	9,7–14,8

Koncentrace přírodních radionuklidů v zeminách je 1,4 % K, 2,3 ppm eU, 7,0 ppm eTh. Plynopropustnost zemin je nízká až vysoká, odběry vzorků vzduchu jsou snadné.

Referenční plocha Buk leží 2 km ssv. od Milína, podloží tvoří středně zrnitý biotitický až amfibol-biotitický granodiorit (milínský typ) středočeského plutonu. Zeminy odpovídají eluvii granodioritu. Střední hodnota mediánů objemové aktivity radonu v půdním vzduchu na ploše je $154,7 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-3}$ a thoronu $119,5 \text{ kBq} \cdot \text{m}^{-3}$. Koncentrace přírodních radionuklidů v zeminách je 2,3 % K, 3,6 ppm eU a 13,8 ppm eTh. Plynopropustnost zemin je vysoká a odběry vzorků půdního vzduchu jsou snadné.

Základní parametry referenčních ploch jsou uvedeny v tabulce 4.

10.2. ČASOVÁ PROMĚNNOST PARAMETRŮ REFERENČNÍCH PLOCH

K posouzení charakteristik referenčních ploch a jejich časové proměnnosti byla v období jednoho roku 2000–2001 na stabilizovaných bodech referenčních ploch prováděna opakovaná měření objemové aktivity radonu, objemové aktivity thoronu, plynopropustnosti zemin in situ, vlhkosti zemin a teploty atmosférického vzduchu. Vlhkost zemin byla též stanovena laboratorně. Výsledky opakovaných měření vymezily rozsah změn sledovaných parametrů během klimatického roku.

10.3. TESTY SPOLEHLIVOSTI STANOVENÍ OBJEMOVÉ AKTIVITY RADONU V PŮDNÍM VZDUCHU

Testy spolehlivosti výsledků měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu jsou založeny na srovnání výsledků testované organizace s výsledky správce referenčních ploch a dalších organizací v den měření a se souborem dat všech předcházejících měření na referenčních plochách. Organizace ověřující si správnost hodnot stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu změní a stanoví vlastním postupem a přístrojem hodnoty u patnácti stabilizovaných bodů měřické sítě na každé referenční ploše. Výsledky vyjádřené v $\text{kBq} \cdot \text{m}^{-3}$ radonu (^{222}Rn) se testují

počítačovým programem TestMOAR, sestaveným M. Bartoněm, pracovníkem oddělení Aplikované matematiky a výpočetní techniky PFF UK v Praze, za užití statistických metod. Data jsou podrobena třem dílčím testům.

Test 1 je založen na výpočtu rozdílů hodnot objemové aktivity radonu na jednotlivých bodech ($N = 15$) referenční plochy a mediánu odpovídajících hodnot uvedených správcem a dalšími organizacemi ve skupině v den měření. Test 1 je použit pro úroveň spolehlivosti $\alpha = 1 \%$.

Test 2 určuje těsnost lineární regrese $y = \alpha + bx$ a její parametry mezi objemovými aktivitami radonu v půdním vzduchu všech bodů tří referenčních ploch ($N = 3 \times 15 = 45$), uvedenými testovanou organizací (y), a mediány (x) hodnot pro odpovídající body uvedenými správcem a organizacemi měřícími ve skupině. Test 2 je použit pro úroveň spolehlivosti $\alpha = 1 \%$.

Test 3 stanoví aritmetické průměry objemové aktivity radonu v půdním vzduchu uvedené testovanou organizací pro jednotlivé referenční plochy a normuje je ve dvou krocích: k odpovídajícím středním hodnotám na ploše z měření správce a v druhém kroku ke střední hodnotě této normované veličiny stanovené ze souboru dat všech předcházejících měření organizací na referenční ploše. Ideální hodnota výsledné normované veličiny je rovna 1, přípustné odchylky jsou v mezích 0,7–1,3. Test je proveden pro měření na každé referenční ploše, hodnocení se řídí sumarizací jednotlivých výsledků na plochách.

Výsledný protokol uvádí vypočtené numerické údaje a kritické hodnoty jednotlivých testů. Nové radonové referenční plochy (MATOLÍN et al. 2001), dostupné od roku 2000, jsou významné pro hodnocení údajů o radonu v horninách v rámci výzkumů v geovědách, jsou zásadní při stanovení radonového rizika stavebních pozemků a přispívají k projektu globální standardizace údajů o radionuklidech v horninách (IAEA, in print).

11. Ověření metodiky pro mapování radonového rizika

Podle původní metodiky (BARNET 1994) byla prováděna také měření na testovacích plochách pro mapování. Tyto údaje jsou využívány při tvorbě map radonového indexu

geologického podloží v měřítku 1 : 50 000, které jsou určeny pro ekonomické a cílené vyhledávání objektů s překročenými hodnotami objemové aktivity radonu ve vnitřním prostředí (BARNET et al. 2003).

Po vytvoření nové metodiky stanovení radonového indexu pozemku bylo nutné posoudit, zda je vhodná i pro tento účel. Zároveň byla provedena i analýza spolehlivosti a vypovídací schopnosti těchto map.

11.1. OVĚŘENÍ MOŽNOSTI VYUŽITÍ NOVĚ UPRAVENÉ METODIKY PRO ÚČELY MAPOVÁNÍ

Při tvorbě map radonového rizika se v současnosti využívají různé postupy (APPLETON a MILES 2002, KEMSKI et al. 2002). Mapy sestavené a publikované Českou geologickou službou od roku 1999 v tištěné formě nebo na CD nosiči využívají data z vlastních měření nebo data Asociace radonového rizika. Do konce roku 2003 bylo vytvořeno 154 mapových listů z celkového počtu 214 listů. Konstrukce map radonového rizika – indexu – je založena na využití vektorizovaných geologických map 1 : 50 000, publikovaných ČGS. Podrobný postup sestavování map je obsažen v příspěvku MIKŠOVÉ a BARNETA (2002). Kategorie radonového rizika – indexu – je pro jednotlivé horninové typy určena měřením objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a propustnosti na testovacích plochách. Na každém mapovém listě bylo zvoleno nejméně 20 měřených ploch v různých geologických jednotkách, na každé této ploše bylo změřeno 15 bodů. V současné době jsou v jednotné bázi data z přibližně 9000 testovacích ploch. V mapách je použito čtyřstupňové dělení kategorií radonového indexu (nízká, přechodná, střední, vysoká).

Při mapování se tak vychází ze základní jednotky – jednoho dokumentačního bodu, který zahrnuje výsledky měření na jedné testovací ploše s patnácti odběrovými body sítě. Rozdíly v nově navrhované metodice oproti metodice stávající jsou pro účely mapování minimální, neboť velikost minimálního odběrového souboru i rozhodující statistické parametry souboru hodnot zůstávají stejné. Při hodnocení testovacích ploch se hodnotí radonový potenciál (radonový index pozemku) a problematika spojená se stavebním indexem se možnosti využití metodiky pro mapování tudíž nedotýká. Je proto zřejmé, že nově navrhovanou metodiku bude pro mapování možné využít. Je přitom zajištěna návaznost jak zpracovávaných mapových listů na předešlé, tak i souborů dat obsažených v radonové databázi.

11.2. ANALÝZA SPOLEHLIVOSTI A VYPOVÍDACÍ SCHOPNOSTI PROGNÓZNÍCH MAP RADONOVÉHO INDEXU 1 : 50 000

Vypovídací schopnost map a jejich spolehlivost byly analyzovány srovnáním údajů z detailních radonových průzkumů s údaji odpovídající prognózní mapy radonového indexu geologického podloží. Pro srovnání byly vybrány následující případy:

- a) Území, kde jsou zastiženy všechny kategorie radonového indexu, s rozsáhlým zastoupením vyšších kategorií radonového indexu (mapa 13-31 Říčany 1 : 50 000). V tomto případě bylo celkem porovnáno hodnocení 37 náhodně vybraných ploch. Spolehlivost mapy odpovídala 62,2 % za předpokladu, že v případě tzv. přechodné kategorie v mapě souhlasí výsledky detailního průzkumu – nízký radonový index i střední radonový index. Rozdíl mezi výsledky detailních průzkumů a předpokládanou kategorií radonového indexu byl dán lokálními geologickými poměry, zejména výskytem pokryvných kvartérních vrstev.
- b) Území, kde je v co největším rozsahu zastižena kategorie nízkého radonového indexu, resp. kategorie přechodná (mapa 02-44 Štětí 1 : 50 000). V tomto případě bylo posuzováno 19 cíleně vybraných ploch podle morfologie terénu a dalších faktorů, kde byl předpokládán výskyt odlišné kategorie indexu. Toto odlišné zařazení bylo skutečně dokumentováno ve většině případů, a bylo tak potvrzeno, že výskyt dostatečně velkých ploch „spolehlivě“ zařazených do kategorie nízkého radonového indexu je úzce svázán s homogenitou geologických poměrů, která nemůže být dostatečně vymezena a popsána v geologických mapách 1 : 50 000.
- c) Území, kde byl srovnáván význam lokálních a regionálních geologických údajů při stanovení radonového indexu (mapa 12-41 Beroun 1 : 50 000, plocha Chaby). Na této ploše o velikosti 16 ha bylo v souvislé síti 10 × 10 m změřeno 1689 odběrových bodů. Zjištěné rozdíly mezi údaji odečtenými z mapy a zjištěnými detailním měřením byly podstatné. Distribuce radonu v ploše byla značně ovlivněna a podmíněna změnami v geologických poměrech. Tyto změny mohly být detailně popsány a „mapovány“ až podrobným inženýrskogeologickým průzkumem, nemohou tak být postiženy v dostatečném rozsahu na geologické mapě 1 : 50 000.
- d) Území, kde byl předpokládán výskyt homogenních geologických poměrů a tedy i shodný radonový index pozemku (mapa 12-22 Mělník 1 : 50 000, plocha Kly). Podle mapových údajů jde o prostředí vysoce propustné pro radon s předpokládaným přechodným radonovým indexem. Na ploše bylo provedeno celkem 150 bodových odběrů půdního vzduchu v síti 10 × 10 m, celé území bylo zařazeno do nízkého radonového indexu. Při dostatečných informacích o lokálních geologických poměrech by tudíž bylo možné vytipovat území, kde lze očekávat shodný, homogenní radonový potenciál území.

Nová metodika je zcela využitelná při hodnocení měření na vybraných plochách pro tvorbu prognózních map radonového indexu.

Analýza spolehlivosti těchto map zároveň dala odpověď na otázku, zda nelze vytvořit prognózní mapy s vysokou mírou spolehlivosti využitelné přímo pro odečtení kategorie radonového indexu pozemků. Potvrdilo se, že rozdíly v lokální a regionální geologické stavbě a rovněž rozdíly v jednotlivých litologických jednotkách v rámci celého území ČR jsou natolik podstatné, že zpochybňují možnost efektivně vytvořit prognózní mapy spolehlivé pro vyčlenění území s daným radonovým indexem pro účely nové vý-

stavby. Nelze dokonce ani jednotně stanovit minimální počet ploch pro charakterizování radonového indexu dané geologické jednotky o určité velikosti, neboť počet těchto ploch je přímo úměrný nesterodnosti geologických poměrů.

Používaná metodika tvorby prognózních map vychází ze zobecnění údajů získaných v rámci celé České republiky. Nemůže se vzhledem k výchozímu měřítku zabývat lokálními údaji o geologické stavbě území. Cílem mapování proto není a ani nemůže být vytvoření takového mapového podkladu, který by umožnil odečíst přímo kategorii radonového indexu plochy zástavby pro novou výstavbu.

Poděkování. Tato práce je výsledkem výzkumu provedeného v rámci projektu VaV č. R/2/2000 zadaného Státním úřadem pro jadernou bezpečnost.

Literatura

- ANDĚL P., NEZNAL M., MAŇÁK J., PRIBÁŇ V. (1994): Radon flux from uranium mill tailings in Mydlovary. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigation in CR. 5. Czech Geol. Surv., Prague, pp. 74–80.
- APPLETON D., MILES J. (2002): Mapping radon-prone areas using integrated geological and grid square approaches. In: Barnet I., Neznal M., Mikšová J. eds.: Radon investigations in CR. 9. Czech Geol. Surv., Prague, pp. 34–43.
- ASHER-BOLINDER S., OWEN E. D., SCHUMANN R. R. (1990): Pedologic and Climatic Controls on RN-222 Concentrations in Soil Gas, Denver, Colorado. *Geophysical Research Letters*, 17, 6, pp. 825–828.
- BALL B. C., HARRIS W., BURFORD J. R. (1981): A Laboratory Method to Measure Gas Diffusion and Flow in Soil and Other Porous Materials. *Soil Sci.*, 32, pp. 323–333.
- BARNET I. (1994): Radon risk classification for building purposes in the Czech Republic. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigations in CR. 5. Czech Geol. Surv., Prague, pp. 18–24.
- BARNET I., MIKŠOVÁ J., FOJTÍKOVÁ I. (2003): Indoor-soil gas radon relationship in the Central Bohemian Plutonic Complex. 7th Int. Conf. On Gas Geochemistry, Extended Abstracts, pp. 65–67. Freiberg, Copernicus GmbH.
- DAMKJAER A., KORSBECH U. (1992): A Small-Diameter Probe for In-Situ Measurements of Gas Permeability of Soils. *Radiation Protection Dosimetry*, 45, 1/4, pp. 85–89.
- GARBES K., SEXTRO R. G., FISK W. J., MODERA M. P., REVZAN K. L. (1993): Soil-gas Entry into an Experimental Basement: Model Measurement Comparisons and Seasonal Effects. *Environmental Science and Technology*, 27, 3, pp. 466–473.
- HINTON T. C. (1985): Radon flux from reclaimed uranium mill tailings. *Health Phys.*, 48 (4), 421–427.
- IAEA (in print): Status of Radioelement Mapping – Towards a Global Radioelement Baseline.
- KEMSKI J., KLINGEL R., SIEHL A. (1996): Classification and mapping of radon-affected areas in Germany. *Env. International*, 22 (Supl. 1), 789–798.
- KEMSKI J., KLINGEL R., SIEHL A., STEGEMANN R. (2002): Radon maps and radon transfer from ground to houses in Germany. Symp. Natural Radiation Environment, Book of abstracts. National Techn. Univ. of Athens, p. 377.
- MATOLÍN M. (2002): Radon reference sites in the Czech Republic In: Barnet I., Neznal M., Mikšová J. eds.: Radon investigation in CR. Czech Geol. Surv. and Radon corp., Prague, pp. 26–33.
- MATOLÍN M., BARTOŇ J., JÁNĚ Z., KARPÍŠEK P., STEHLÍK E., ZOC J., ZOCOVÁ J. (2001): Development of test radon reference sites for radon activity concentration in soil air. Report, Charles University in Prague, Faculty of Science (in Czech).
- MATOLÍN M., JÁNĚ Z., NEZNAL M., NEZNAL M. (2000): Geometry of soil gas sampling, soil permeability and radon activity concentration. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigation in CR. 8. Czech Geol. Surv. and Radon corp., Prague, pp. 27–29.
- MATOLÍN M., PROKOP P. (1991): Statistical significance of radon determination in soil air. In: Barnet I. eds.: Radon investigation in CS. 2. Czech Geol. Surv., Prague, pp. 20–24.
- MERTA J., BURIAN I. (2000): Radon flux: New experience and results. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigation in CR. 8. Czech Geol. Surv. and Radon corp., Prague, pp. 30–35.
- MIKŠOVÁ J., BARNET I. (2002): Geological support to the National Radon Programme (Czech Republic). *Bull. Czech Geol. Surv.*, 77, 1, pp. 13–22. Prague.
- MORRIS C. R., FRALEY L. Jr. (1994): Soil Permeability as a Function of Vegetation Type and Soil Water Content. *Health Physics*, 66, 6, pp. 691–698.
- NEZNAL M., MATOLÍN M., JUST G., TUREK K. (2004): Short-term temporal variations of soil gas radon concentration and comparison of measurement techniques. *Radiat. Prot. Dosim.*, 108, pp. 55–63.
- NEZNAL M., NEZNAL M. (2002): Measurement of radon exhalation rate from the ground surface: can the parameter be used for a determination of radon potential of soils? In: Barnet I., Neznal M., Mikšová J. eds.: Radon investigation in CR. 9. Czech Geol. Surv. and Radon corp., Prague, pp. 16–25.
- (2003): Permeability as one of main parameters for radon risk classification of foundation soils, 7th International Conference on Gas Geochemistry, Book of extended abstracts. Techn. Univ. Freiberg, p. 70–71.
- NEZNAL M., NEZNAL M., ŠMARD A. J. (1994a): Evaluation of soil-gas radon concentration data – some remarks. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigations in CR. 5. Czech Geol. Surv., Prague, pp. 37–41.
- (1994b): Variability of radon with depth in various soil profiles. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigation in CR. 5. Czech Geol. Surv., Prague, pp. 55–61.
- (1995): Radon risk classification of foundation soils and other radon measurements by private firms. *Bulletin Scientifique de l'Association des Ingénieurs Électriciens Sortis de l'Institut Montefiore*, (3), pp. 31–34.
- (1996a): Assessment of Radon Potential of Soils – A Five-Year Experience. *Env. Int.*, 22, S 819–828.